



O METABOLISMO ECONÔMICO DO MINÉRIO DE FERRO NO BRASIL E NA CHINA: Uma Abordagem Heterodoxa para a Pegada Ambiental Usando a Ótica dos Subsistemas

Leopoldo Costa Junior

Universidade de Brasília (UnB) e Ministério da Ciência e Tecnologia (MCTIC)

lcostajr@gmail.com

Resumo

O objetivo desse artigo é considerar a abordagem dos setores verticalmente integrados no cálculo das pegadas ambientais. Para isso, apresenta-se o conceito de preço ecológico aplicado à análise de fluxo de materiais (MFA, *Material Flow Analysis*), fundamentado na ideia de subsistema sraffiano, para analisar o metabolismo econômico de duas economias, Brasil e China, no caso do minério de ferro. Após a análise do conceito tradicional de MFA e do equivalente de matérias, é apresentada a aplicação da integração vertical à economia ecológica, assim como a estratégia de análise para aplicação desse conceito usando a Eora26, uma matriz multirregional de insumo-produto. Os resultados obtidos, além de mostrar aspectos que a análise tradicional por setores não fornece, exemplificam como a ferramenta pode ser útil para a formulação das políticas públicas e para a mensuração de seus impactos. Limitações são apontadas e sugestões para extensão da pesquisa são feitas.

Palavras-chave: *subsistema; setor verticalmente integrado; preço ecológico; pegada ambiental; mineração*

Abstract

The purpose of this paper is to consider the approach of vertically integrated sectors in the calculation of environmental footprints. For this, we present the concept of ecological price applied to material flow analysis (MFA), based on the Sraffian idea of subsystem, to analyse the economic metabolism of two economies, Brazil and China, in the case of iron ore. After analysing the traditional concept of MFA and the equivalent of materials, the application of vertical integration to the ecological economy is presented, as well as the analysis strategy for applying this concept using Eora26, a multiregional input-output matrix. The results, in addition to showing aspects that traditional sector analysis does not provide, exemplify how the tool can be useful for formulating public policies and measuring their impacts. Limitations are pointed out and suggestions for research extension are made.

Keywords: *subsystem; vertically integrated sector; ecological price; environmental footprint; mining*

JEL Codes: Q57; C67; R15; Q32; O41



1. Introdução

A desindustrialização dos países desenvolvidos mudou as atividades de uso de recursos naturais deles para os países em desenvolvimento, mas sem redução semelhante no consumo de produtos manufaturados, uma vez que passaram a importar tais recursos dos países em desenvolvimento e a consumir mais recursos do que produzem em seu próprio território. (Móznér, 2013; Baker, 2017).

Isso acontece porque obter "vantagem comparativa" em produtos com uso intensivo de recursos naturais é uma estratégia dos agentes econômicos nos países em desenvolvimento, onde as regulamentações ambientais são menos rigorosas do que nos países desenvolvidos, o que desencoraja os agentes locais a investir em tecnologias mais limpas e eficientes, ao mesmo tempo em que anima as nações desenvolvidas a terceirizar o uso intensivo de recursos naturais para essas regiões menos regulamentadas (Prell e Feng, 2016). O resultado da competição internacional é uma "corrida para baixo" das normas sociais e ambientais que levam à desigualdade, à pobreza e à destruição do meio ambiente (Haberl, 2015).

Como consequência, a localização dos diferentes estágios de produção em outros países com o objetivo de reduzir custos (incluindo os ambientais) levou a um aumento no comércio internacional dos produtos finais e, em particular, dos insumos intermediários. A reorganização do processo produtivo separa as pessoas, espacial e socialmente, dos ecossistemas que as sustentam (McKinney, 2014; Garmendia et al, 2016) e, ao desconectar o consumo de suas consequências, torna mais difícil enxergar a responsabilidade

pelos efeitos ecológicos da produção e do consumo (Móznér, 2013).

A globalização das cadeias de valor faz com que as políticas de recursos naturais necessitem de indicadores que levem em conta os fluxos de materiais ou emissões associados às mercadorias comercializadas internacionalmente, conectando consumo à fonte dos impactos ambientais, as chamadas "pegadas ambientais" (Lutter, Giljum e Bruckner, 2016). Sem tais indicadores, a avaliação das escolhas dos consumidores, as compras focadas em cadeias de suprimentos, e a contabilidade nacional de emissões etc. têm seu planejamento, implantação e avaliação prejudicados (Wood, 2017).

O objetivo deste artigo é aplicar a abordagem dos setores verticalmente integrados na elaboração das pegadas ambientais. Para isso, desenvolve-se o conceito de preço ecológico, fundamentado na ideia de subsistema, e comparam-se os resultados da aplicação desse conceito considerando a análise de fluxo de materiais.

Na próxima seção são apresentados o conceito de pegada ambiental e a opção por fazer o seu cálculo usando a análise de insumo-produto. Em seguida, são estudados os indicadores da análise de fluxo de materiais e o uso do conceito de equivalente de materiais para levar em consideração os impactos ambientais decorrentes de todas as fases da vida de um produto. Na seção 4, o preço ecológico, fundamentado na ideia de subsistema sraffiano, é identificado com o conceito de pegadas ambientais. Na quinta seção é detalhada a forma de aplicação do preço ecológico utilizando-se uma matriz multirregional de insumo-produto, a Eora26. A seção seguinte justifica a aplicação do conceito para o



caso do minério de ferro, para o qual foram analisados os metabolismos econômicos do Brasil e da China na sétima seção. Na conclusão são apresentados os principais resultados e suas limitações e fazemos sugestões para o aprofundamento da pesquisa.

2. Pegada ambiental e a análise de insumo-produto

As pegadas ambientais são úteis para mensurar a dependência indireta dos sistemas naturais que nos sustentam porque cobrem um amplo e crescente conjunto de emissões, uso de recursos e impactos ambientais. O conceito mais antigo é a “pegada ecológica” (que mede a área que é necessária para manter um ser humano), mas muitos outros se seguiram, como a pegada de carbono, de materiais, de água, de terra etc. As pegadas materiais usam a análise de recursos pela economia como uma medida do “metabolismo social” e tornaram-se populares como um indicador-chave da eficiência ou produtividade dos recursos (Wood, 2017).

A pegada ambiental não é uma quantidade tangível. O seu cálculo implica algum tipo de atribuição ou noção de responsabilidade de uma emissão ou uso de recursos para as mercadorias, cuja alocação pode ser feita por diferentes métodos e com base em características diferentes (Wood, 2017). Lutter, Giljum e Bruckner (2016) fizeram uma revisão de metodologias para calcular essas pegadas, classificando as abordagens em três categorias: *top-down* (que partem em termos de estruturas econômicas e extração de materiais em nível macroeconômico), *bottom-up* (que usam coeficientes de materiais por unidade de produto) e híbridas (que combinam as duas abordagens anteriores).

No caso das abordagens *top-down*, predomina a análise insumo-produto ambientalmente ampliada, que integra dados físicos sobre o uso de materiais com informações estruturais sobre os fluxos de oferta e demanda dentro das economias. Esse tipo de análise usa matrizes de insumo-produto estendidas para incluir as pressões ambientais (requisitos de recursos ou emissões para cada setor), cuja inclusão pode ser uma tarefa com níveis diferentes de complexidade a depender do tipo de impacto ambiental que está sendo investigado. Uma vez incluídos os fatores ambientais, eles podem ser tratados da mesma forma que trabalho e capital na estrutura de insumo-produto, ou seja, podem ser derivados coeficientes por unidade de produção e, por meio das transações financeiras entre os setores (demanda intermediária), tais fatores ambientais podem ser alocados ao consumo final (Wood, 2017).

A principal vantagem da análise de insumo-produto é que ela permite o cálculo de pegadas ambientais para todos os produtos ou setores, inclusive aqueles com cadeias de globais muito complexas, já que todo o sistema econômico é incluído no sistema de cálculo. Além disso, essa análise é baseada em um sistema de contabilidade nacional padronizado e harmonizado, evita erros de truncamento e de dupla contagem e permite que as pegadas ambientais sejam desagregadas. No caso das matrizes multirregionais de insumo-produto, também é possível considerar diferentes intensidades de usos de materiais em diferentes países (Lutter, Giljum e Bruckner, 2016).

Por outro lado, a principal desvantagem da análise de insumo-produto está relacionada com o nível de agregação da matriz em setores econômicos e grupos de produtos, que supõe que o produto seja



homogêneo (ou seja, vários produtos diferentes com intensidades materiais diferentes são misturados e calculados em média). Outra grande desvantagem é que a maioria dessas abordagens assume proporcionalidade entre fluxos monetários e físicos, o que nem sempre é verdade, já que diferenças de preços entre diferentes indústrias podem ocorrer, especialmente nos casos em que diferentes tipos de materiais são agregados. Finalmente, a falta de harmonização dos dados das matrizes multirregionais de insumo-produto pode causar diferenças no indicador da pegada ambiental¹ (Lutter, Giljum e Bruckner, 2016).

3. A análise de fluxo de materiais e o equivalente de materiais

A **Análise de Fluxos de Materiais** (MFA, *Material Flow Analysis*) é a abordagem metodológica mais importante que permite derivar indicadores de extração, comércio e consumo de materiais. O MFA é padronizado e aplicado pelo European Statistical Office (EUROSTAT, 2013) e pela OCDE (2007) e constitui uma descrição da economia em unidades físicas (Fischer Kowalski et al., 2011). Os principais conceitos associados à MFA são os seguintes:

a) **Extração Doméstica** (*DE, Domestic Extraction*) compreende todos os materiais bióticos e abióticos que são extraídos do ambiente doméstico e posteriormente utilizados em processos de produção.

b) **Importações Diretas** (*IMP, Direct Imports*) cobrem todas as mercadorias importadas em toneladas. Os produtos comercializados compreendem

mercadorias em todas as fases de processamento, desde matérias-primas até produtos altamente processados.

c) **Entrada Direta de Material** (*DMI, Direct Material Input*) mede os materiais que entram fisicamente no sistema econômico, ou seja, todos os materiais de valor econômico disponíveis para o sistema de produção nacional.

$$DMI = DE + IMP \quad (1.)$$

d) **Exportações Diretas** (*EXP, Direct Exports*) cobrem todas as mercadorias exportadas em toneladas. Os produtos comercializados compreendem mercadorias em todas as fases de processamento, desde matérias-primas até produtos altamente processados.

e) **Consumo Doméstico de Materiais** (*DMC, Domestic Material Consumption*) mede a quantidade total de materiais usados diretamente dentro de um sistema econômico.

$$DMC = DE + IMP - EXP \quad (2.)$$

f) **Balço Comercial Físico** (*PTB, Physical Trade Balance*) mede o superávit comercial físico ou o déficit comercial físico de um país.

$$PTB = IMP - EXP \quad (3.)$$

O conceito mais usado é o Consumo Doméstico de Materiais (*DMC*). No entanto, esse indicador foi muito criticado porque os países podem reduzir seu consumo nacional de material e melhorar a produtividade de materiais, deslocando indústrias intensivas em materiais para outros países e substituindo o uso doméstico de matéria e energia por importações. É necessário, portanto, que seja feita a **Análise de Ciclo de Vida**

¹ Vide, por exemplo, Eisenmenger et al., 2016, para o caso da Áustria.



(*LCA, Life Cycle Analysis*), considerando os impactos ambientais decorrentes de todas as fases da vida de um produto, incluindo a extração, processamento, fabricação, distribuição, uso e descarte de recursos. Os subprodutos ou resultados necessários da *LCA* são as pegadas ambientais (Weidema et al, 2008), expressas em termos de **Equivalentes de Materiais** (*RME, Raw Material Equivalents*). A partir dessa noção, foram definidos novos conceitos, levando em consideração as pegadas ambientais:

a) **Equivalentes de Importação de Materiais** (IMP_{RME} , *Raw Material Equivalents of Imports*) representam a quantidade total de extração de materiais em países estrangeiros exigida ao longo de toda a cadeia de fornecimento para produzir as importações. As importações são expressas em equivalentes de materiais (*RME*).

b) **Entrada de Materiais** (RMI , *Raw Material Input*) representa o uso total final de mercadorias em um país expresso em Equivalentes de Materiais. Ilustra a quantidade de materiais necessários ao longo de todas as cadeias de suprimento como insumos para o sistema de produção, a fim de atender às necessidades de consumo, investimento e exportação de um país, tanto de origem doméstica quanto estrangeira.

$$RMC = DE + IMP_{RME} \quad (4.)$$

c) **Equivalentes de Exportação de Materiais** (EXP_{RME} , *Raw Material Equivalents of Exports*) são responsáveis pela quantidade total de extração de material - tanto na economia doméstica quanto no exterior - necessária para produzir as exportações. As exportações são

expressas em Equivalentes de Materiais (*RME*).

d) **Consumo de Materiais** (RMC , *Raw Material Consumption*) ilustra o uso doméstico final de produtos em termos de equivalentes de materiais. O *RMC* captura, assim, a quantidade de extração nacional e estrangeira de materiais necessários ao longo de todas as cadeias de suprimento para produzir as mercadorias consumidas em um país.

$$RMC = DE + IMP_{RME} - EXP_{RME} \quad (5.)$$

e) **Balança Comercial de Materiais** (RTB , *Raw Material Trade Balance*) mede o superávit comercial físico ou o déficit comercial físico de um país, incluindo a extração de materiais nacionais e estrangeiros necessários ao longo de todas as cadeias de fornecimento para produzir as importações e exportações.

$$RTB = IMP_{RME} - EXP_{RME} \quad (6.)$$

4. Integração vertical e economia ecológica

Esta seção apresenta a fundamentação teórica da abordagem heterodoxa para a pegada ambiental que é usada neste artigo, que é a ótica dos subsistemas. A primeira subseção justifica a necessidade de um preço ecológico. A subseção seguinte argumenta a favor do emprego dos setores verticalmente integrados ou subsistemas. A subseção 4.3 mostra como os subsistemas são aplicados para analisar o metabolismo econômico.

4.1. O preço ecológico

As atividades econômicas de produção e consumo não são independentes ou neutras em relação ao ecossistema global, o que torna cada vez mais preocupante o



divórcio da análise econômica de seus "fundamentos biofísicos" (Proops, 1989). Uma possibilidade de fazer essa vinculação é a reconstrução dos fundamentos biofísicos da atividade econômica ampliando a abordagem clássica para incluir energia e materiais de baixa entropia extraídos de sistemas ambientais e eventualmente retornados como resíduos (Christensen, 1989). As implicações teóricas dessa abordagem requerem uma reformulação da teoria das interações dentro da economia, que inclua tanto um modelo de preços setorial, quanto um modelo macro de curto prazo de dinâmica de preços e quantidades. Sem uma teoria do valor (preço)² na economia ecológica, a valoração do ecossistema e dos recursos econômicos não pode ser rigorosamente defendida (Patterson, 1998).

Kurz e Salvadori (2006) argumentam que as abordagens adotadas por Leontief em seu trabalho inaugural publicado em 1928 e por Sraffa em seus primeiros trabalhos sobre suas equações de produção, em 1927 e 1928, são muito semelhantes e explicam preços relativos e a distribuição do excedente social essencialmente da mesma maneira: os preços relativos são determinados pelas quantidades de mercadorias produzidas e efetivamente usadas (ou o sistema físico-econômico de produção como um todo) e pela regra de distribuição do excedente.³

Sraffa e os teóricos neoricardianos afirmam que o valor de qualquer

mercadoria pode ser expresso não apenas em termos de trabalho, mas também em termos de qualquer mercadoria "padrão" ou "básica". Como a teoria energética do valor também se baseia na contabilidade física e na abordagem de "custo de produção", o modelo clássico de Sraffa (1960) pode servir de base metodológica para a valoração do ecossistema e dos recursos econômicos (Judson, 1989).

Todavia, o modelo de determinação de preços sraffiano faz pouco ou nenhum sentido biofísico porque não mapeia fluxos físicos, não se ajusta explicitamente aos princípios de conservação (Primeira Lei da Termodinâmica) e está baseado no fluxo circular de valor de troca, em vez do modelo econômico ecológico de transferência linear de massa e energia (Patterson, 1998). Como o fluxo contínuo de materiais e energia necessários originados dos sistemas naturais foi tomado como dado no sistema sraffiano, é necessário estender o conceito de preços de produção de mercadorias para recursos e serviços ambientais (Christensen, 1989).

Ao fazer essa extensão, o preço ecológico (ou preço sraffiano) avalia os processos da biosfera, com base em interdependências biofísicas entre todas as partes do ecossistema (Patterson, 2002). Este método mede essencialmente as "razões de eficiência" da transformação de energia e massa entre si no sistema. Pode ser mostrado matematicamente não apenas que a escolha do numerário é

² A teoria do valor-preço é o foco central da economia política clássica. Embora não sejam equivalentes, ou seja, valor e preço são categorias distintas, entendemos, como Elder-Vass (2019), que o valor é uma visão do preço pelo qual algo deve ser trocado. Especificamente, no âmbito da economia ecológica, estamos preocupados com a quantidade de matéria e energia.

³ Apesar do ponto de partida de Leontief e Sraffa serem muito semelhantes naquela época, os

caminhos seguidos por eles depois divergiram. Leontief aplicou a nova ferramenta de insumo-produto a problemas práticos e, eventualmente, perdeu de vista algumas importantes descobertas analíticas contidas em seu ensaio de 1928. Já Sraffa generalizou o argumento para os casos de capital fixo, recursos naturais escassos, produção conjunta e escolha de técnica (Kurz e Salvadori, 2006).



inteiramente arbitrária, mas também que os preços ecológicos são transitivos, reflexivos e simétricos (Patterson, McDonald e Hardy, 2017).

4.2. O conceito de subsistema

Autores como Giljum, Bruckner e Martinez, 2014 e Wiedmann et al., 2013 identificam o conceito de Consumo de Materiais (RMC) com a pegada material. A definição de preço ecológico, tal como expressa na subseção anterior, nos autoriza também a fazer a identificação do preço ecológico com a pegada material, mas com fundamentação teórica baseada no conceito de subsistema, definido por Sraffa no Apêndice A do seu livro (1960: 111):

Tal sistema pode ser subdividido em tantas partes quantas forem as mercadorias em seu produto líquido, de tal modo que cada parte forme um sistema de autorreposição menor, cujo produto líquido se componha de uma só classe de mercadoria. Estas partes serão denominadas “subsistemas”.

Pasinetti (1973) investigou teoricamente as propriedades lógicas dos subsistemas, conectando a quantidade de trabalho direto e indireto de Sraffa com os requerimentos diretos e indiretos da matriz inversa de Leontief. Para fazer isso, Pasinetti desenvolveu o conceito de setor verticalmente integrado, uma forma compacta de representar um subsistema.

Os setores verticalmente integrados são calculados a partir dos dados dos modelos de insumo-produto, organizados de forma que, para cada produto final (bem de consumo ou de investimento), um único setor verticalmente integrado (ou

subsistema) seja construído. Para fazer isso, todos os componentes da demanda final (exceto os do setor a ser construído) são definidos como zero. Então, todos os insumos que são direta e indiretamente necessários para produzir uma dada quantidade do produto final demandado são calculados.

A integração vertical é largamente encontrada em muitas aplicações de teoria econômica e contabilidade social, sendo particularmente adequada para análises dinâmicas. Estudos empíricos em diversas áreas foram conduzidos usando a noção de integração vertical, com aplicações que vão do comércio internacional [Elmslie (1988) e Milberg (1987)] à produtividade do trabalho [Costa Junior e Teixeira (2010), De Juan e Febrero (2000) e Ochoa (1986)], passando pelo objeto desta pesquisa: as questões ambientais.

Gowdy (1991: 81)⁴ sugeriu que a abordagem de integração vertical pode ser expandida para incluir energia, recursos naturais e serviços ambientais e acomodar elementos do modelo de fluxo e fundos de Georgescu-Roegen, de uma forma semelhante à que Rymes (1983) usou para tratar o capital como um insumo produzido por trabalho e recursos naturais.

4.3. A mensuração do uso total de materiais

A abordagem usada para medir o uso total de materiais no sistema econômico foi proposta por Momigliano e Siniscalco (1982a, 1982b) para investigar a mudança estrutural na economia italiana desde meados da década de 1960 até meados da década de 1970, isto é, foi usado o

⁴ Gowdy desenvolve a Análise Integrada Multi-Escala do Metabolismo Societal (MSIASM, *Multi-Scale Integrated Analysis of Societal Metabolism*),

que está relacionada com a abordagem proposta, mas cuja discussão extrapola o escopo deste artigo.



conceito de subsistema construindo uma matriz:

$$R = \hat{x}^{-1}(I - A)^{-1}\hat{y} \quad (7.),$$

em que \hat{x} é o vetor diagonalizado da produção bruta, A é a matriz dos coeficientes de insumo-produto domésticos e \hat{y} é o vetor diagonalizado da demanda final.

Cada linha de R é igual a 1 e mostra “a proporção da atividade de cada ramo que vem sob os vários subsistemas” (Momigliano e Siniscalco, 1982a: 281). R pode, portanto, ser usado como operador para reclassificar qualquer variável de uma base de setor para uma base de subsistema.

Usando R , definimos a matriz W como:

$$W = \hat{w}R \quad (8.),$$

em que \hat{w} é a matriz diagonalizada do vetor de material usado por setor. O elemento genérico w_{ij} de W é a quantidade de material usada, direta e indiretamente, pelo setor i para satisfazer a demanda final no subsistema j .

Note-se que, como demonstrado por Rampa (1982), todas as matrizes anteriores são invariantes aos preços relativos. Uma análise comparativa das mudanças que ocorrem ao longo do tempo nas matrizes acima definidas é útil para desenredar os determinantes da mudança estrutural. De fato, enquanto W calcula níveis, R calcula as quotas de cada subsistema em cada setor relevante em termos de total de material.

5. Material e métodos

Nesta seção descrevemos como foi aplicada a integração vertical à economia ecológica. Na primeira subseção apresentamos a base de dados utilizada,

que é a Eora26 (uma versão simplificada da matriz multirregional de insumo-produto Eora). Em seguida, descrevemos as operações com as matrizes que compõem a Eora26, de acordo com o exposto na subseção 4.3. Na última subseção, são definidos os conceitos que foram utilizados na apresentação dos resultados, feita na seção 7.

5.1. Base de dados

Foi usada a Eora26 (uma versão simplificada da matriz multirregional de insumo-produto Eora) com tabelas de insumo-produto simétricas produto por produto e indústria por indústria utilizando o Pressuposto de Tecnologia da Indústria para 190 regiões (189 países mais discrepâncias estatísticas) e classificação harmonizada de 26 ramos, para os anos 1990 a 2015 (Lenzen et al, 2012). A base de dados da Eora26 é composta pelas seguintes matrizes para cada ano:

- T é a **matriz de transações**, dimensão 4915x4915, correspondendo a cada um dos 26 ramos dos 189 países mais as discrepâncias estatísticas (4915=26x189+1) para as linhas e as colunas;
- FD é a **matriz de demandas finais**, dimensão 4915x1140, correspondendo a cada um dos 26 ramos dos 189 países mais as discrepâncias estatísticas (4915=26x189+1) para colunas, e a 6 categorias de demandas finais para cada um dos 189 países e as discrepâncias estatísticas (1140=(189+1)x6) para as colunas;
- VA é a **matriz de insumos primários** (também chamados valores agregados), dimensão 6x4915, correspondendo a cada uma das 6 categorias de insumos primários para as linhas e os 26 ramos de 189 países



mais as discrepâncias estatísticas (4915=26x189+1) para as colunas;

d) Q é a **matriz de contas satélites associadas à produção** (também chamadas extensões ambientais ou fatores estressantes), dimensão 2720x4915, correspondendo a cada uma das 2720 categorias de fatores estressantes para as linhas, e os 26 ramos de 189 países mais as discrepâncias estatísticas

(4915=26x189+1) para as colunas; e
 e) QY é a **matriz de contas satélites associadas ao consumo** (também chamadas extensões ambientais ou fatores estressantes), dimensão 2720x1140, correspondendo a cada uma das 2720 categorias de fatores estressantes para as linhas, e as 6 categorias de demandas finais para cada um dos 189 países e as discrepâncias estatísticas (1140=(189+1)x6) para as colunas.

5.2. Aplicação da integração vertical

A aplicação da integração vertical foi feita de acordo com os seguintes passos:

- i. Cálculo do vetor de demanda final total y :

$$y = FD * i_{1140} \quad (9.),$$

em que i_{1140} é um vetor-coluna com 1140 linhas de 1s.

- ii. Cálculo do vetor de produto total x :

$$x = T * i_{4915} + y \quad (10.),$$

na qual i_{4915} é um vetor-coluna com 4915 linhas de 1s.

- iii. Cálculo da matriz de coeficientes técnicos A :

$$A = T * \hat{x}^{-1} \quad (11.),$$

em que \hat{x}^{-1} é a matriz diagonal do inverso de x .

- iv. Cálculo da matriz de Leontief B :

$$B = (I_{4915} - A)^{-1} \quad (12.),$$

na qual I_{4915} é uma matriz identidade com dimensão 4915x4915.

- v. Cálculo da matriz R :

$$R = \hat{x}^{-1} * B * \hat{y} \quad (13.),$$

em que \hat{y} é a matriz diagonal de y .

- vi. Cálculo da matriz W :

$$W = \hat{w} * R \quad (14.),$$

na qual \hat{w} é a matriz diagonal de w , sendo que w é o vetor-linha de Q correspondente ao material.

5.3. Estratégia de análise

Para cada ano (e agregados por país), foram definidos e calculados:

- a) O uso de ferro por setor (SEC): soma de cada coluna de W ;
- b) O uso de ferro por subsistema (VIS): soma de cada linha de W ;
- c) O uso interno de ferro (INT): diagonal principal da matriz W . É a quantidade de ferro contida na mercadoria produzida por cada setor/subsistema gerada por eles mesmos;
- d) O uso externo de ferro por setor (EXT_{SEC}): soma de cada coluna de W menos a diagonal principal daquela matriz. É a quantidade de ferro contida na mercadoria produzida por um setor destinada a atender um subsistema não correspondente a este setor;
- e) O uso externo de ferro por setor (EXT_{VIS}): soma de cada linha de W menos a diagonal principal daquela matriz. É a quantidade de ferro contida na mercadoria consumida em um subsistema gerada por um setor não correspondente a este subsistema;



f) Balanço de ferro como insumo intermediário:

$$BAL = EXT_{SEC} - EXT_{VIS} \quad (15.),$$

sendo que quando $BAL > 0$, o ramo é exportador líquido de ferro como insumo intermediário (balanço físico intermediário deficitário), e vice-versa.

Para apresentação dos resultados, os dados foram agregados por países para o período de análise e os dados dos setores (*SEC*) e dos subsistemas (*VIS*) foram desagregados por países em que foram consumidos de forma proporcional à demanda final, ou seja:

$$prop_{SEC} = \widehat{SEC} * y^{-1} * FD \quad (16.)$$

$$prop_{VIS} = \widehat{VIS} * y^{-1} * FD \quad (17.)$$

6. Estudo de caso: o minério de ferro

Desde a revolução industrial, os processos globais de industrialização e urbanização levaram à extração global e ao uso de muitos recursos naturais, bem como a liberação de resíduos e emissões, que, eventualmente, alcançaram ou ultrapassaram os limites ecológicos: vários recursos renováveis são extraídos a uma taxa mais rápida do que o ecossistema global pode regenerar, enquanto que a extração contínua de recursos não renováveis requer formas cada vez mais extensivas de exploração, implicando uma carga ambiental maior (Giljum et al., 2014). Dentre os recursos não renováveis mais usados pelas sociedades contemporâneas estão os minerais e metais, historicamente associados ao desenvolvimento industrial e à melhoria do padrão de vida, fazendo da indústria mineral a base para diversas cadeias produtivas e a interface com o setor secundário da economia. -- A necessidade de explicitar esse fluxo

interno de materiais justifica o emprego da abordagem proposta.

A extração do minério de ferro é um negócio capital intensivo, com altos volumes físicos e baixas margens econômicas, realizado por um pequeno grupo de empresas multinacionais, incluindo Vale (do Brasil), BHP Billiton e Rio Tinto (Wiedmann, Schandl e Moran, 2014). Além disso, os preços atuais de muitas commodities minerais não são tão altos para que os países exportadores de minerais se beneficiassem em extrair e vender tais minerais no futuro, resultando em exploração de mão de obra e custos de responsabilidade ambiental mínimos. O Brasil é uma dessas economias emergentes, cujas atividades de mineração (e agropecuária) sustentam seu crescimento econômico e exercem grande pressão sobre o meio ambiente (Salvo et al., 2015).

Se os países emergentes continuarem a depender de suas exportações de minerais, as reservas de minério economicamente viáveis terão se deslocado para as nações ricas, restando aos países exportadores de minérios reservas insuficientes em quantidade e qualidade para atender às necessidades das gerações futuras (Yellishetty e Mudd, 2014). Yellishetty e Mudd (2014) apresentaram a **análise de fluxo de substâncias** (SFA, *Substance Flow Analysis*) do aço para Austrália, Brasil, China e Índia, países tradicionalmente dependentes economicamente de minerais e os maiores contribuintes na produção global de minério de ferro, descobrindo que os estoques de minério de ferro da Austrália e do Brasil se esgotarão rapidamente, enquanto a China e a Índia se acumulam.

De fato, a produtividade dos materiais aumentou na maioria dos países, levando



a uma relativa dissociação (*decoupling*) entre a taxa de crescimento das economias e do uso dos materiais, mas estas melhorias relativas foram mais do que compensadas pelo crescimento econômico (Giljum et al., 2014). No caso do minério de ferro, embora a sua relativa abundância não cause problema imediato de escassez de oferta para a produção de aço (Wiedmann, Schandl e Moran, 2014), o mesmo não se pode dizer das reservas de minério de ferro de alta qualidade. Li et al. (2019), aplicando os princípios de **custos de reposição de exergia** (ERC, *Exergy Replacement Costs*) e **análise de fluxo de materiais** (MFA, *Material Flow Analysis*), mostraram que, apesar de a China ser um país autossuficiente em minerais em termos de massa, é cada vez mais dependente da importação de minerais de alta qualidade. Por outro lado, o Brasil é um dos grandes produtores e os diferentes minérios de ferro explorados comercialmente no país têm teores elevados de ferro e quantidades pequenas de elementos indesejados nos processos siderúrgicos. Apesar de não se desenvolver nesse artigo a análise da relação entre as economias, o balanço físico de ferro como insumo intermediário manifesta os impactos dessa vinculação com a China no metabolismo econômico interno do Brasil.

A escala de produção e consumo do minério de ferro e seus métodos e ritmos extrativos orientados pela lógica de exploração de recursos provocam a expulsão das populações de suas terras, intensificam a perda da biodiversidade e deterioram os recursos hídricos, acirrando assim os conflitos socioambientais (Gonçalves, 2016). Além disso, a condição do Brasil como exportador líquido de ferro como insumo intermediário faz com que os custos ambientais se concentrem aqui e os benefícios econômicos sejam

transferidos alhures. Tal situação parece ter se agravado com a diminuição do crescimento da China (que levou à redução dos preços das commodities minerais), que provocou o descomissionamento (desativação) de minas e gerou impactos econômicos – como a redução de atividade econômica, desemprego etc. – e socioambientais, como a não recuperação da vegetação e dos habitats da fauna e o risco às populações em vales a jusante, cujos exemplos recentes mais notórios foram os crimes ambientais provocados pela Vale em 2015 e pela Samarco em 2019, com o rompimento das barragens de Mariana (MG) e de Brumadinho (MG), respectivamente.

Embora esse artigo não trate especificamente da mineração e nem da sua exploração econômica e ambiental, os impactos mencionados justificam a aplicação da metodologia proposta aos casos chinês e brasileiro para mostrar a sua utilidade na formulação de políticas públicas e na mensuração de seus impactos.

7. Resultados

Nesta seção é feita uma aplicação da abordagem heterodoxa para o metabolismo econômico do ferro. Na primeira subseção, são analisados os países produtores (ótica do setor) e usuários (ótica do subsistema) de minério de ferro, com destaque para Brasil e China. Na subseção seguinte, essa análise é detalhada para os subsistemas que produzem as mercadorias nas quais o ferro está incorporado. A análise desagregada por setores não é feita, uma vez que o recurso é extraído pelo setor minerário em sua integralidade. Finalmente, na última subseção, é feita a decomposição do balanço físico do ferro



como insumo intermediário, usando a estratégia de análise apresentada na subseção 5.3.

7.1. Análise por países

A extração de ferro de 1990 a 2015 aumentou de 972,1 milhões de toneladas para 2.210,2, um crescimento de 3,3% ao ano. A produção de ferro (Tabela 1), condicionada preponderantemente por fatores naturais (já que depende da existência de reservas de minério economicamente viáveis), é mais concentrada e se adensou mais ainda

Tabela 1 - Produção de Ferro (em milhões de toneladas), condicionada preponderantemente por fatores naturais (já que depende da existência de reservas de minério economicamente viáveis), é mais concentrada e se adensou mais ainda nesse período por fatores econômicos grande crescimento econômico e uso do minério,

Tabela 2 - Ferro incorporado no produto final (em milhões de toneladas) pelos

nesse período por fatores econômicos (o grande crescimento e uso do minério, principalmente pela China e Índia): os cinco países com maior produção respondiam antes por 59,4% passando para 83,1%. Observa-se que, em termos absolutos, os quatro maiores produtores respondem por todo o aumento da extração de ferro entre 1990 e 2015.

A extração de ferro de 1990 a 2015 aumentou de 972,1 milhões de toneladas para 2.210,2, um crescimento de 3,3% ao ano. A produção de ferro (

principalmente pela China e Índia): os cinco países com maior produção respondiam antes por 59,4% passando para 83,1%. Observa-se que, em termos absolutos, os quatro maiores produtores respondem por todo o aumento da extração de ferro entre 1990 e 2015.

Já a participação no uso do ferro nas mercadorias (

cinco países maiores usuários variou de 49,9% para 69,2%, uma concentração mais modesta, condicionada por fatores econômicos e tecnológicos.

Tabela 1 - Produção de Ferro (em milhões de toneladas)

Países	1990	1995	2000	2005	2010	2015
China	168,0	249,4	223,0	420,0	824,0	824,0
Brasil	152,0	183,8	212,6	281,4	351,2	351,2
Austrália	111,0	142,9	167,9	261,9	342,0	342,0
Índia	53,7	65,2	76,0	140,0	220,0	220,0
Rússia	92,8	75,9	86,6	96,8	99,9	99,9
Outros	394,6	314,8	321,2	336,2	373,0	373,0
Total	972,1	1.032,0	1.087,3	1.536,2	2.210,2	2.210,2

Fonte: cálculos do autor baseados em Eora26 (Lenzen et al, 2012).

Já a participação no uso do ferro nas mercadorias (Tabela 2) pelos cinco países

maiores usuários variou de 49,9% para 69,2%, uma concentração mais modesta,



condicionada por fatores econômicos e tecnológicos: o aço desempenhou e continua a desempenhar um papel muito significativo na promoção do crescimento

dos países em desenvolvimento, especialmente quando eles estão se industrializando (Yellishetty e Mudd, 2014).

Tabela 2 - Ferro incorporado no produto final (em milhões de toneladas)

Países	1990	1995	2000	2005	2010	2015
China	129,1	199,1	188,4	370,3	809,0	836,6
Brasil	131,6	146,5	165,1	203,3	272,7	263,9
Índia	48,4	52,0	55,9	102,9	168,5	163,9
EUA	94,7	110,4	131,0	156,2	154,5	142,1
Japão	81,6	106,2	106,0	119,7	120,3	123,1
Outros	486,8	417,8	440,8	583,9	685,2	680,5
Total	972,1	1.032,0	1.087,3	1.536,2	2.210,2	2.210,2

Fonte: cálculos do autor baseados em Eora26 (Lenzen et al, 2012).

Há diferenças importantes com relação a produtores e usuários de minérios de ferro. Levando em consideração os dados de 2015, a China (CHN) é o grande destaque em ambos os casos e o Brasil (BRA) sustenta o segundo lugar. A Índia (IND) aparece como quarta maior produtora e terceira maior usuária; a Austrália (AUS), como terceira maior produtora e sexta maior usuária; a Rússia (RUS), por sua vez, ficou em quinta como produtora e um modesto décimo-quinto lugar como usuária; os Estados Unidos (USA), sexto maior produtor, ficam em quarto lugar como usuários; e, finalmente, o Japão (JPN), quinto maior usuário, não produz ferro.

A diferenciação entre países produtores e consumidores está crescendo devido à disponibilidade de recursos e à globalização da economia. Isso sugere uma maior especialização dos países na produção primária de recursos não renováveis. As economias avançadas (que se beneficiam da importação de bens primários com uso intensivo de recursos originários de partes mais pobres do mundo) se concentram em

eficiência de recursos para evitar problemas de segurança de abastecimento que podem impactar negativamente em suas economias, enquanto os países mineradores estão dilapidando seus recursos naturais, estando ainda mais sujeitos aos interesses das grandes empresas de mineração (Wiedmann, Schandl e Moran, 2014). Devido às limitações de espaço e ao escopo desse trabalho, o exame se concentrará nos casos chinês e brasileiro. Devido à ausência de recursos de minério de ferro, o desenvolvimento econômico no setor imobiliário e o crescimento da indústria de infraestrutura na China, foi necessária a importação de grandes quantidades de minério de ferro (que é a matéria-prima mais importante para a indústria de infraestrutura) da Austrália e Brasil para atender a demanda interna (Hao et al., 2018). A China aumentou sua produção de ferro de 168,0 para 824,0 milhões de toneladas entre 1990 e 2015 (crescimento de 6,6% anuais) e o ferro incorporado nos produtos foi de 136,6 para 836,6 milhões (7,8% a.a.). Essas taxas de crescimento evidenciam o grande



aumento da já expressiva participação chinesa em ambos os casos (um pouco mais de 37%).

No caso brasileiro, a siderurgia é o principal segmento da transformação de metálicos, sendo as ferroligas insumos importantes para essa indústria. Hao et al. (2018) mostram que as relações de importação são muito mais competitivas para o minério de ferro brasileiro do que para o australiano, mas as importações deste país são muito maiores do que as brasileiras. Do ponto de vista dos setores, o Brasil aumentou a produção de 152,0 milhões de toneladas em 1990 para 351,2 milhões em 2015 (3,4% ao ano de crescimento), enquanto, do ponto de vista dos subsistemas, o ferro incorporado às mercadorias foi de 131,6 para 263,9 milhões no mesmo período (2,8% a.a.). As taxas de crescimento mais modestas

fizeram com que a participação brasileira se mantivesse estável quanto aos setores, mas diminuísse com relação aos subsistemas (16% e 12%, respectivamente).

7.2. Análise por subsistemas

O minério de ferro é o metal mais comumente usado e a fabricação de aço que (graças às aplicações em engenharia estrutural, transportes e outros setores da indústria como máquinas e ferramentas) é uma das maiores indústrias do mundo (Wiedmann, Schandl e Moran, 2014). O desenvolvimento econômico no setor imobiliário e o crescimento da indústria de infraestrutura na China (em menor medida também na Índia) foram os grandes responsáveis pelo aumento de concentração do uso de ferro, que aumentou de 53,9% em 1990 para 61,0% em 2015 (

representando 24,1% do uso de ferro em 2015. Já o subsistema “Elétrico e Maquinário” foi o que apresentou crescimento mais expressivo no período, 5,2% anuais, o que fez com que superasse o terceiro maior usuário, o subsistema “Petróleo, Químico e Produtos Minerais Não Metálicos”.

Tabela 3 - Ferro incorporado nas mercadorias produzidas pelos subsistemas (em milhões de toneladas)). O subsistema “Construção” é o maior usuário de ferro, chegando a 533,5 milhões de toneladas,

Tabela 3 - Ferro incorporado nas mercadorias produzidas pelos subsistemas (em milhões de toneladas)

Subsistemas	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Construção	218,0	228,0	222,3	316,9	522,9	533,5
Elétrico e Maquinário	76,7	93,5	97,7	156,4	257,5	270,2
Petróleo, Químico e Produtos Minerais Não Metálicos	122,1	142,3	170,3	208,6	258,0	256,0
Educação, Saúde e Outros Serviços	60,6	62,7	80,1	116,9	174,5	160,8
Equipamentos de Transporte	46,4	56,3	58,7	88,5	125,7	126,6
Outros	448,4	449,1	458,3	648,9	871,6	863,0
Total	972,1	1.032,0	1.087,3	1.536,2	2.210,2	2.210,2

Fonte: cálculos do autor baseados em Eora26 (Lenzen et al, 2012).



Os cinco subsistemas que mais incorporam ferro na China respondem por

Tabela 4 – CHINA - Ferro incorporado nas mercadorias produzidas pelos subsistemas (em milhões de toneladas)). Os três maiores subsistemas

69,6% em 2015, pouco mais que os 66,0% em 1990 (

– “Construção”, “Elétrico e Maquinário”, e “Educação, Saúde e Outros Serviços” – apresentaram taxas de crescimento de ferro incorporados bastante elevadas, 9,4%, 10,0% e 10,9%, respectivamente.

Tabela 4 – CHINA - Ferro incorporado nas mercadorias produzidas pelos subsistemas (em milhões de toneladas)

Subsistemas	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Construção	30,4	64,5	65,1	119,9	277,1	285,0
Elétrico e Maquinário	13,1	21,0	23,3	52,7	126,6	141,5
Educação, Saúde e Outros Serviços	4,4	5,2	13,2	26,0	65,6	57,9
Mineração e Pedreiras	29,7	28,7	8,2	19,2	38,0	51,2
Petróleo, Químico e Produtos Minerais Não Metálicos	7,6	11,8	12,6	23,3	45,5	46,4
Outros	43,8	67,9	66,0	129,2	256,2	254,6
Total	129,1	199,1	188,4	370,3	809,0	836,6

Fonte: cálculos do autor baseados em Eora26 (Lenzen et al, 2012).

Os cinco subsistemas que mais incorporam ferro no Brasil respondem por

Tabela 5 – BRASIL - Ferro incorporado nas mercadorias produzidas pelos subsistemas (em milhões de toneladas)). Como o Brasil é um dos grandes produtores de minério de ferro de alta qualidade, ao contrário do minério de ferro de baixa qualidade extraído pela

65,8% em 2015, pouco menos que os 68,9% (

China, este país se tornou o mais importante mercado de exportação para o minério de ferro brasileiro. O subsistema que mais cresceu nesse período, “Petróleo, Químico e Produtos Minerais Não Metálicos”, com taxa de 3,7% anuais, é também o que detém a maior participação no final do período, 26,9%.

Tabela 5 – BRASIL - Ferro incorporado nas mercadorias produzidas pelos subsistemas (em milhões de toneladas)

Subsistemas	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Petróleo, Químico e Produtos Minerais Não Metálicos	29,0	39,4	52,5	59,4	74,5	71,1
Construção	30,3	30,7	28,6	29,2	38,4	39,5
Elétrico e Maquinário	12,5	13,2	12,4	17,3	26,9	25,8
Alimentos e Bebidas	10,2	10,4	11,2	16,5	21,2	20,6
Equipamentos de Transporte	7,6	10,1	8,1	11,8	18,6	17,8
Outros	41,9	42,7	52,4	69,0	93,2	89,2
Total	131,6	146,5	165,1	203,3	272,7	263,9



Fonte: cálculos do autor baseados em Eora26 (Lenzen et al, 2012).

As diferenças estruturais das duas economias são evidentes. Enquanto o subsistema “Petróleo, Químico e Produtos Minerais Não Metálicos” representa 26,9% do uso de ferro no caso brasileiro, soma só 5,5% no chinês. No caso do subsistema “Elétrico e Maquinário” as participações são de 9,8% no caso do Brasil versus 16,9% no caso da China. Já a participação do subsistema “Construção” foi de 15,0% para o Brasil e de 34,1%, para a China. O subsistema “Alimentos e Bebidas”, que é o quarto em participação no caso brasileiro, é o oitavo no caso chinês. O quinto subsistema em participação no Brasil, “Equipamentos de Transporte”, é o sexto na China. Por outro lado, “Educação, Saúde e Outros Serviços”, terceiro na China, é sexto no Brasil. Por fim, o subsistema “Mineração e

Pedreiras”, quarto na China, é o décimo sétimo no Brasil.

7.4. *Decomposição do balanço físico do ferro como insumo intermediário*

O balanço físico do ferro como insumo intermediário indica se um país necessita ou não obter ferro para além de suas fronteiras para fabricar as mercadorias que eventualmente vai comercializar com outros países. Em outras palavras, nessa subseção estamos enfatizando as transações de ferro como insumo intermediário e não a importação ou exportação do ferro incorporado nos produtos finais.

A

há mais ferro incorporado nos produtos chineses do que extraído de seu território. Entretanto, esse é um fenômeno bem recente, visto que a China era a terceira maior exportadora líquida de ferro em 1990 e até 2010 conservava a décima posição.

Tabela 6 – CHINA - Decomposição do Balanço Físico de Ferro como Insumo Intermediário (em milhões de toneladas) mostra que a China se tornou a décima primeira importadora líquida de ferro como insumo intermediário, ou seja,

Tabela 6 – CHINA - Decomposição do Balanço Físico de Ferro como Insumo Intermediário (em milhões de toneladas)

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
SEC	168,0	249,4	223,0	420,0	824,0	824,0
VIS	129,1	199,1	188,4	370,3	809,0	836,6
INT	29,6	28,5	8,1	18,8	37,3	50,3
EXT_SEC	138,4	220,9	214,9	401,2	786,7	773,7
EXT_VIS	99,6	170,7	180,4	351,5	771,7	786,3
BAL	38,9	50,2	34,6	49,7	15,0	-12,6
prop_SEC	23,1%	20,1%	15,5%	11,8%	1,8%	-1,5%
prop_VIS	30,1%	25,2%	18,3%	13,4%	1,9%	-1,5%

Fonte: cálculos do autor baseados em Eora26 (Lenzen et al, 2012).



O tamanho da economia chinesa e o volume de ferro que esta usa faz com que a China em breve possa importar ainda mais ferro como insumo intermediário. No entanto, as empresas chinesas têm poucos direitos de precificação no mercado internacional de comércio de minério de ferro. Já no caso do Japão, que tem muito mais direitos de precificação e

um maior grau de competitividade do que a China (Hao et al, 2018), o minério de ferro (importado da Austrália, Brasil e Índia como matéria-prima) é processado e exportado para a Coreia do Sul, China e outros países asiáticos como aço e para os Estados Unidos como aço e automóveis (Nakajima et al., 2011). A

Tabela 7 – Os maiores importadores líquidos de ferro como insumo intermediário (em milhões de toneladas) mostra que o Japão é o maior

importador líquido de ferro, mas com taxa de crescimento das importações de apenas 1,7% a.a., enquanto os Estados Unidos, segundo maior, cresceu 3,4% anuais e a Coreia do Sul, 4,6%.

Tabela 7 – Os maiores importadores líquidos de ferro como insumo intermediário (em milhões de toneladas)

Países	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Japão	-81,5	-106,2	-106,0	-119,7	-120,3	-123,1
EUA	-38,3	-47,9	-68,0	-101,9	-100,9	-88,6
Alemanha	-24,3	-27,1	-29,9	-35,3	-39,0	-39,4
Coreia do Sul	-8,0	-15,1	-15,1	-21,0	-26,2	-24,5
França	-19,1	-21,3	-22,9	-25,3	-25,4	-23,8
Outros	171,2	217,5	241,8	303,1	311,8	299,4
Total	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Fonte: cálculos do autor baseados em Eora26 (Lenzen et al, 2012).

A

Tabela 8 – BRASIL - Decomposição do Balanço Físico de Ferro como Insumo Intermediário (em milhões de toneladas) mostra que o Brasil é um exportador líquido de ferro como insumo intermediário, ou seja, há menos ferro incorporado nos produtos brasileiros do

que extraído do seu território. O déficit físico do Brasil com relação ao ferro cresceu 6,0% ao ano de 1990 a 2015, fazendo com que chegasse a 87,4 milhões de toneladas, que equivale a um quarto (24,9%) do que extrai de ferro ou, alternativamente, um terço (33,1%) do que incorpora de ferro nos produtos finais.

Tabela 8 – BRASIL - Decomposição do Balanço Físico de Ferro como Insumo Intermediário (em milhões de toneladas)

	1990	1995	2000	2005	2010	2015
SEC	152,0	183,8	212,6	281,4	351,2	351,2
VIS	131,6	146,5	165,1	203,3	272,7	263,9
INT	2,0	3,1	5,6	4,5	4,7	3,8



	1990	1995	2000	2005	2010	2015
EXT_SEC	150,0	180,7	206,9	276,9	346,5	347,4
EXT_VIS	129,6	143,3	159,5	198,8	267,9	260,1
BAL	20,4	37,4	47,5	78,1	78,6	87,4
prop_SEC	13,4%	20,3%	22,3%	27,7%	22,4%	24,9%
prop_VIS	15,5%	25,5%	28,7%	38,4%	28,8%	33,1%

Fonte: cálculos do autor baseados em Eora26 (Lenzen et al, 2012).

De acordo com a

Tabela 9 – Os maiores exportadores líquidos de ferro como insumo intermediário (em milhões de toneladas), o Brasil é o segundo maior exportador líquido de ferro como insumo intermediário, superando a Rússia, que manteve o nível de exportação

praticamente estável (crescimento de 0,4% a.a.). O maior importador líquido é a Austrália, com taxa de crescimento de 5,6%, apenas um pouco menor do que a brasileira. Dentre os grandes importadores, a Índia apresentou a maior taxa de crescimento no período, 9,9% anuais.

Tabela 9 – Os maiores exportadores líquidos de ferro como insumo intermediário (em milhões de toneladas)

Países	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Austrália	56,2	84,1	104,1	159,2	218,9	219,4
Brasil	20,4	37,4	47,5	78,1	78,6	87,4
Rússia	73,7	65,1	77,6	83,4	82,7	81,0
Índia	5,3	13,2	20,0	37,1	51,5	56,1
Ucrânia	21,9	26,1	37,7	37,0	37,1	35,4
Outros	-177,6	-225,9	-286,9	-394,9	-468,9	-479,3
Total	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Fonte: cálculos do autor baseados em Eora26 (Lenzen et al, 2012).

8. Conclusão

O artigo discutiu o conceito de pegada ambiental e propôs o seu cálculo usando o conceito de integração vertical, consistente com teoria clássica e, em particular, com a abordagem neorricardiana e exemplifica a sua aplicação para o caso do minério de ferro, examinando o caso do Brasil e da China. O exercício limitou-se a uma comparação

entre a abordagem de setores e de subsistemas, não explorando as suas consequências teóricas e, tampouco, as diferenças empíricas que foram observadas, reservando essa tarefa para outros artigos.

O grande mérito da abordagem proposta é mostrar como os fluxos dos insumos intermediários nas economias alimentam os subsistemas que são, afinal, aqueles que entregam os produtos finais que



serão, posteriormente, consumidos internamente ou exportados. Neste artigo não foram consideradas as interações (importação e exportação dos produtos finais) entre as economias. A análise metabólica interna feita aqui será complementada pelo balanço físico de produtos finais em outro trabalho, que já está em desenvolvimento.

As diferenças estruturais entre as economias chinesa e brasileira foram explicitadas por esta análise, que mostrou como o ferro foi incorporado nas diversas mercadorias fabricadas pelos subsistemas, destacando a importância econômica dessa cadeia de valor. A ótica dos setores não seria capaz de revelar tais diferenças por ser o minério de ferro recurso extraído apenas pelo setor “Mineração e Pedreiras”, mas mostra a dimensão do impacto ambiental da exploração desse minério, cujos efeitos são, em grande medida, locais ou regionais.

A virtude de se fazer a análise considerando os dois pontos de vista é poder dar conta da questão ambiental e econômica de maneira integrada utilizando-se a mesma ferramenta. Os indicadores propostos, ao considerarem as relações intersetoriais, permitem ao formulador de políticas públicas estimar, sob o ponto de vista ambiental e econômico, os impactos das medidas adotadas na cadeia de valor considerada.

Referências

Baker, L., 2017. Of embodied emissions and inequality: Rethinking energy consumption. *Energy Research & Social Science* Vol. 36: 52-60.

Christensen, P. P., 1989. Historical roots for ecological economics - Biophysical

versus allocative approaches. *Ecological Economics* Vol. 1 (1): 17-36.

Costa Junior, L. e J. R. Teixeira., 2010. Mudança Estrutural e Crescimento Econômico no Brasil: uma Análise do Período de 1990-2003 Usando a Noção de Setor Verticalmente Integrado. *Nova Economia* Vol. 20 (1): 85-116.

De Juan, O. e E. Febrero., 2000. Measuring Productivity from Vertically Integrated Sectors. *Economic Systems Research* Vol. 12: 65-82.

Eisenmenger, N., Wiedenhofer, D., Schaffartzik, A., Giljum, S., Bruckner, M., Schandl, H., Wiedmann, T., Lenzen, M. Tukker, A. e A. Koning., 2016. Consumption-based material flow indicators — Comparing six ways of calculating the Austrian raw material consumption providing six results. *Ecological Economics* Vol. 128, 177–186.

Elder-Vass, D., 2019. No price without value: towards a theory of value and price, *Cambridge Journal of Economics* Vol. 43 (6): 1485-1498.

Elmslie, B. T., 1988. Theory and Evidence of the Relationship Between International Trade and Technological Change: a Cambridge Contribution. Salt Lake City, Utah, EUA: The University of Utah. (Ph. D. Dissertation).

Eurostat, 2013. Economy-wide material flow accounts (EW-MFA). Compilation Guide 2013. Luxembourg, Statistical Office of the European Communities.

Fischer Kowalski, M., Krausmann, F., Giljum, S., Lutter, S., Mayer, A., Bringezu, S., Moriguchi, Y., Schütz, H., Schandl, H. e H. Weisz., 2011. Methodology and Indicators of Economy-wide Material Flow Accounting. *Journal of Industrial Ecology* Vol. 15 (6), 855–876.



- Garmendia, E.; Urkidi, L.; Arto, I.; Barcena, I.; Bermejo, R.; Hoyos, David e R. Lago., 2016. Tracing the impacts of a northern open economy on the global environment. *Ecological Economics* Vol. 126: 169-181.
- Giljum, S., Bruckner, M. e A. Martinez., 2014. Material Footprint Assessment in a Global Input-Output Framework. *Journal of Industrial Ecology* Vol. 19 (5), 792–804.
- Giljum, S., Dittrich, M., Lieber, M., & Lutter, S. (2014). Global Patterns of Material Flows and their Socio-Economic and Environmental Implications: A MFA Study on All Countries World-Wide from 1980 to 2009. *Resources* Vol. 3 (1), 319–339.
- Gonçalves, R. J. de A. F., 2016. Capitalismo extrativista na América Latina e as contradições da mineração em grande escala no Brasil. *Cadernos Prolam/USP* Vol. 15 (29): 38-55.
- Gowdy, J. M., 1991. Bioeconomics and post Keynesian economics: a search for common ground. *Ecological Economics* Vol. 3 (1), 77–87.
- Haberl, H., 2015. Competition for land: A sociometabolic perspective. *Ecological Economics* Vol. 119: 424-431.
- Hao, X., An, H., Sun, X., & Zhong, W. (2018). The import competition relationship and intensity in the international iron ore trade: From network perspective. *Resources Policy* Vol. 57, 45–54.
- Judson, D. H., 1989. The convergence of Neo-Ricardian and embodied energy theories of value and price. *Ecological Economics* Vol. 1 (3): 261-281.
- Kurz, H. D. e N. Salvadori., 2006. Input–Output Analysis from a Wider Perspective: a Comparison of the Early Works of Leontief and Sraffa. *Economic Systems Research* Vol. 18 (4), 373–390.
- Lenzen, M., Kanemoto, K., Moran, D. e A. Geschke., 2012. Mapping the Structure of the World Economy. *Environmental Science & Technology* Vol. 46 (15), 8374–8381.
- Li, T., Wang, A., Xing, W., Li, Y., & Zhou, Y. (2019). Assessing mineral extraction and trade in China from 1992 to 2015: A comparison of material flow analysis and exergoecological approach. *Resources Policy* Vol. 63, 101460.
- Lutter, S., Giljum, S. e M. Bruckner., 2016. A review and comparative assessment of existing approaches to calculate material footprints. *Ecological Economics* Vol. 127, 1–10.
- McKinney, L. A., 2014. Foreign direct investment, development, and overshoot. *Social Science Research* Vol. 47: 121-133.
- Milberg, W. S., 1987. Innovation and International Trade: Theory and Application. New Brunswick, New Jersey, EUA: The State University of New Jersey. (Ph. D. Dissertation).
- Momigliano, F. e D. Siniscalco., 1982a. The growth of service employment: a reappraisal. *BNL Quarterly Review* Vol. 142: 269–306.
- Momigliano, F. e D. Siniscalco., 1982b. Note in tema di terziarizzazione e deindustrializzazione. *Moneta e Credito* Vol. 138: 143–181.
- Móznér, Z. V., 2013. A consumption-based approach to carbon emission accounting – sectoral differences and environmental benefits. *Journal of Cleaner Production* Vol. 42: 83-95.
- Nakajima, K., Nansai, K., Matsubae, K., Kondo, Y., Kagawa, S., Inaba, R., ... Nagasaka, T. (2011). Identifying the Substance Flow of Metals Embedded in Japanese International Trade by Use of Waste Input-Output Material Flow Analysis



(WIO-MFA) Model. ISIJ International Vol. 51 (11), 1934–1939.

Ochoa, E. M., 1986. An Input-Output Study of Labor Productivity in the U.S. Economy, 1947-1972. *Journal of Post Keynesian Economics* Vol. 9 (1): 111-137.

OECD, 2007. Measuring material flows and resource productivity. Vol. II: The Accounting Framework. Environment Directorate. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

Pasinetti, L. L., 1973. The Notion of Vertical Integration Economic Analysis. *Metroeconomica* Vol. 25 (1): 1-29.

Patterson, M., 1998. Commensuration and theories of value in ecological economics. *Ecological Economics* Vol. 25 (1): 105–125.

Patterson, M. G., 2002. Ecological production based pricing of biosphere processes. *Ecological Economics* Vol. 41 (3): 457–478.

Patterson, M.; McDonald, G. e D. Hardy., 2017. Is there more in common than we think? Convergence of ecological footprinting, emergy analysis, life cycle assessment and other methods of environmental accounting. *Ecological Modelling* Vol. 362: 19–36.

Prell, C. e K. Feng., 2016. The evolution of global trade and impacts on countries' carbon trade imbalances. *Social Networks* Vol. 46: 87-100.

Proops, J. L. R., 1989. Ecological economics: Rationale and problem areas. *Ecological Economics* Vol. 1 (1): 59-76.

Rampa, G., 1982. "Commento a Momigliano e Siniscalco". *Moneta e Credito* Vol. 35 (140): 475–479.

Rymes, T. K., 1983. More on the measurement of total factor productivity.

The Review of Income and Wealth Vol. 29 (3): 297-316.

Salvo, G., Simas, M. S., Pacca, S. A., Guilhoto, J. J. M., Tomas, A. R. G., & Abramovay, R. (2015). Estimating the human appropriation of land in Brazil by means of an Input–Output Economic Model and Ecological Footprint analysis. *Ecological Indicators* Vol. 53, 78–94.

Sraffa, P., 1960 [1985]. *Produção de Mercadorias por meio de Mercadorias: Prelúdio a uma Crítica da Teoria Econômica*. Apresentação de Mario Luiz Possas. Tradução de Elizabeth Machado de Oliveira. 2ª edição. São Paulo: Abril Cultural.

Weidema, B. P., Thrane, M., Christensen, P., Schmidt, J. e S. Løkke., 2008. Carbon Footprint. *Journal of Industrial Ecology* Vol. 12 (1), 3–6.

Wiedmann, T. O., Schandl, H., Lenzen, M., Moran, D., Suh, S., West, J. e K. Kanemoto., 2013. The material footprint of nations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* Vol. 112 (20), 6271–6276.

Wiedmann, T. O., Schandl, H., & Moran, D. (2014). The footprint of using metals: new metrics of consumption and productivity. *Environmental Economics and Policy Studies* Vol. 17 (3), 369–388.

Wood, R., 2017. Environmental footprints. In: Ten Raa, T. *Handbook of Input–Output Analysis*.

Yellishetty, M., & Mudd, G. M. (2014). Substance flow analysis of steel and long term sustainability of iron ore resources in Australia, Brazil, China and India. *Journal of Cleaner Production* Vol. 84, 400–410.